Труды Зоологического института РАН
Том 320, № 3, 2016, с. 262–279

УДК [574.632 : 574.587].087.1

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ И СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ РАЗНОГО ТИПА ПО ХАРАКТЕРИСТИКАМ СООБЩЕСТВ ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ

Е.В. Балушкина

Зоологический институт Российской академии наук, Университетская наб. 1, 199034 Санкт-Петербург, Россия; e-mail:balushkina@zin.ru

РЕЗЮМЕ

Исследования водоемов разного типа показали влияние эвтрофирования/ загрязнения токсическими и органическими веществами на структурные и функциональные характеристики зообентоса в водоемах разного типа. Одним из важнейших факторов, определяющих количественное развитие нехищного зообентоса в озерах, несомненно, является уровень развития первичных продуцентов. Особенно четко выражена зависимость биомассы зообентоса от первичной продукции в мелководных озерах. Анализ зависимости биомассы зообентоса от абиотических и биотических факторов в мелководных гипергалинных озерах Крыма показал, что наиболее значимыми параметрами, определяющими величины биомассы макрозообентоса, оказались соленость и первичная продукция, вторыми по значимости – концентрация кислорода и глубина. В глубоких озерах повышение первичной продукции или эвтрофикация озер не всегда приводит к увеличению биомассы зообентоса. Изменения структуры и количественных характеристик сообществ донных животных в эстуарии р. Невы происходят под воздействием сложной комбинации органического и токсического загрязнения. Для оценки качества воды и состояния экосистемы эстуария р. Невы мы использовали интегральный показатель *IP´* специально разработанный нами для водоемов и водотоков северо-запада России. Этот индекс основан на структурных характеристиках сообществ зообентоса и позволяет учитывать влияние загрязнения токсическими и органическими веществами. В среднем качество вод в Невской губе, судя по значениям *IP´*, было относительно стабильным в течение периода 1982–2014 гг. Они оценивались как «загрязненные» за исключением нештатного 2006 г. («загрязненные–грязные»), обусловленного крупномасштабными дноуглубительными работами. Как результат более сильного загрязнения, видовое разнообразие донных животных в Курортном районе восточной части Финского залива ниже, чем в Невской губе.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, эвтрофирование, соленость, состояние экосистем, оценка, зообентос, структура, функционирование

ASSESSMENT OF WATER QUALITY AND STATE OF WATERBASINS OF DIFFERENT TYPES FROM CHARACTERISTICS OF BENTHIC ANIMAL COMMUNITIES

E.V. Balushkina

Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences, Universitetskaya Emb. 1, Saint-Petersburg, Russia; e-mail: balushkina@zin.ru

ABSTRACT

Studies on waterbasins of different type have shown the impact of eutrophication and pollution by toxic and organic matter on the structural and functional characteristics of zoobenthos. A major factor determining quantitative development of non-predatory zoobenthos in lakes is, undoubtedly, the level of development of primary producers. Relationship of zoobenthos biomass and primary production is particularly pronounced in shallow lakes. Analysis of relationship of zoobenthos with abiotic and biotic factors in shallow hyperhaline lakes of Crimea has shown that

the most significant parameters determining the values of biomass of macrozoobenthos were salinity and primary production, second in significance were oxygen concentration and depth. The changes in structure and quantitative characteristics of benthic communities of the Neva River estuary occur under impact of a complex combination of organic and toxic pollution. For the assessment of water quality and state of ecosystem in the Neva River estuary we used *IP′* integrated index specially devised by us for water-bodies and watercourses of north-western Russia. It is based on structural parameters of zoobenthic communities and makes it possible to take into consideration pollution with toxic and organic substances. On average the water quality of the Neva Bay judging from *IP′* values was relatively stable during 1982–2014. It was assessed as "polluted" with exception for abnormality in 2006 ("polluted–dirty") caused by large-scale dredging work. As a result of stronger pollution, species diversity of benthic animals in the Resort District of the eastern part of the Gulf of Finland is lower than in the Neva Bay.

Key words: anthropogenic stress, eutrophication, salinity, ecosystem state, assessment, zoobenthos, structure, functioning

ВВЕДЕНИЕ

Оценка качества вод и состояния экосистем относятся к необходимым элементам современных гидробиологических исследований при решении проблем оптимального водопользования. Термин «качество воды» до 2002 г. означал совокупность химического, биологического состава и физических свойств воды, определяющих ее пригодность для конкретных видов водопользования. Оценка «качества воды» проводилась путем определения соответствия этих параметров нормам, установленным для отдельных классов вод. Современная оценка качества воды и состояния пресноводных водоемов в России включает совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов, т.е. критериев, которые связываются с «обеспечением устойчивого функционирования естественных экологических систем и предотвращением их деградации» (Федеральный закон, статьи 25-26 [Federal Law, articles 25-26], 2002).

В связи с тем, что загрязнение водоемов и антропогенное эвтрофирование в сельскохозяйственных и промышленно развитых регионах приобретают все больший размах, особое внимание в мониторинге состояния водоемов уделяется оценке трофического статуса водоемов. Реакция разных организмов на изменение трофического статуса неодинакова, как различна и скорость реагирования. Фитопланктон обнаруживает «опережающую» по отношению к химическим методам реакцию на изменение внешней биогенной нагрузки (изменение видового состава, биомассы и продукции). Изменения в структуре сообществ зоопланктона и его количественном развитии также происходят довольно быстро. Зообентос в отличие от сообществ фито- и зоопланктона более стабилен и может характеризовать среднее состояние водоема за тот или иной период времени. Благодаря этой особенности организмы зообентоса широко используются для оценки трофического статуса экосистем и качества вод. Были разработаны десятки классификаций озер, основа которых включала биологические особенности разных индикаторных групп донных животных и набор абиотических факторов, характеризующих водоемы. С.П. Китаев (Китаев [Kitaev], 1984) разработал «шкалу трофности», учитывающую биомассу зообентоса наряду с биомассой фито- и зоопланктона, величиной первичной продукции, суммарной биомассой планктона и бентоса и ихтиомассой. С.П. Китаев (Китаев [Kitaev], 1984) выделил семь классов трофности вод, в которых биомасса бентоса изменяется от 1.25 г/м^2 в олиготрофных водоемах до 40 г/м^2 в гипертрофных.

Подход, предложенный Г.Г. Винбергом еще в 30-е годы (Винберг [Winberg], 1934, 1972; Winberg, 1980), основанный на соотношении величин продукции и деструкции, был развит в работах А.Ф. Алимова (Алимов [Alimov], 1982, 1989, 2000; Алимов и др. [Alimov et al.], 2014) и значительно расширил возможности в области оценки состояния водоемов. Этот подход дает возможность не только оценить состояние водоема в данное время, но и прогнозировать динамику происходящих в нем процессов, выявить причины эвтрофирования вод, разработать методы его предотвращения, что особенно ценно при эксплуатации водоемов, подвергающихся антропогенному воздействию. Классификация продуктивности водоемов по

величине первичной продукции и концентрациям хлорофилла позволяла оценить трофический статус водоема с учетом продукции всех автотрофов, фитопланктона, фитобентоса и макрофитов (Бульон [Boulion], 1983, 1994).

Особое внимание исследователей отводится оценке трофического статуса водоемов по «предельным» концентрациям биогенных элементов. Такие концентрации характеризуют критическое состояние водной экосистемы, при котором она изменяет (повышает) свой трофический статус. Исследование биотических потоков фосфора в водоеме и роли отдельных компонент экосистемы в переносе фосфора является необходимым элементом исследования водоемов при проектировании рациональных форм эксплуатации их ресурсов. В результате проведенных исследований на конкретном водоеме можно установить, какую границу перешел процесс эвтрофирования озера: олиго- или мезотрофии; сделать прогноз о состоянии озера в будущем в зависимости от величины внешней нагрузки фосфором. Исследования оз. Лекшмозеро могут служить примером применения продукционного подхода в сочетании с методом математического моделирования при оценке состояния экосистемы озера и прогнозировании последствий антропогенного эвтрофирования. Исследования оз. Лекшмозеро проводили, чтобы оценить его пригодность для садкового разведения лососевых рыб. В задачи исследований входила оценка современного состояния, трофического статуса озера, потенциальной продукции рыб и степени возможных изменений экосистемы под влиянием антропогенного воздействия.

Прогнозирование параметров оптимального использования экосистем и их биологических ресурсов необходимо при эксплуатации водоемов, функционирование и нередко само существование которых зависят от сильно и не всегда закономерно меняющихся естественных факторов. К водоемам такого типа относятся малые соленые озера Крыма. Повышение эффективности их практического использования приобретает особое значение в регионах, где их достаточно много или имеются отдельные большие озера. Как правило, при исследованиях гипергалинных озер большое внимание уделялось изучению особенностей гидрологического режима, влиянию его изменений на состав флоры и фауны. Сведения о потоках вещества и энергии, трофических связях, их зависимости от меняющегося гидрологического режима в экосистемах немногочисленны. Имеются лишь отдельные работы, где обсуждается воздействие солености на трофическую структуру ряда озер (Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2007; Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2009; Голубков и др. [Golubkov et al.], 2012; Vareshi, 1987; Vareshi, Jacobs, 1984; Ivanova et al. 1994; Alcorlo et al. 2001; Golubkov et al. 2006; Golubkov et al. 2007), и статья Вареши (Vareshi, 1982), где приведены схемы трофических связей для озер Накуру (Кения), Вероврап (Австралия) и Моно (США). Знание закономерностей и особенностей функционирования соленых флутуирующих озер, эволюции структурной и трофической организации их экосистем под влиянием погодных условий представляет не только теоретический интерес, но позволяет моделировать условия, необходимые для повышения эффективности их практической эксплуатации.

Оценка состояния водоемов и качества вод может быть более успешной, если она основана на сочетании структурно-функциональных характеристик биоты и методов биоиндикации. Во многих странах так же как и в России, в последнее десятилетие происходит смена химического контроля качества воды на биологический; приоритет оценки состояния экосистем по биологическим показателям стал очевидным (Directive 2000/60/EC... 2000). Итоги многолетних зарубежных исследований в этом направлении подведены в книге «Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates» [Freshwater..., 1992]. В главе, посвященной критериям оценки здоровья экосистем, подчеркивалось, что распределение, структура и динамика бентосных сообществ – ключ к пониманию состояния и изменений в функционировании пресноводных экосистем (Reice and Wohlenberg, 1992). Оценка качества вод и состояния экосистем по интегральным показателям, основанным на совокупности индексов, всесторонне описывающих изменения сообществ донных животных на видовом уровне и на уровне таксонов более высокого ранга с учетом их индикаторного значения, обладает рядом преимуществ. Главное достоинство интегральных показателей – возможность использовать реакцию разных групп животных на различные химические вещества и, тем самым, сделать оценку качества вод более адекватной (Балушкина, [Balushkina] 2009).

Цель проводимых исследований – на примерах исследований водоемов разного типа проиллюстрировать применение методов оценки качества воды и состояния экосистем с использованием продукционного подхода и методов биоиндикации в условиях меняющихся естественных факторов, антропогенного загрязнения и эвтрофирования экосистем.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования на оз. Лекшмозеро и некоторых его притоках проводили сотрудники лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии ЗИН РАН в июле–августе 1991 г., и в апреле–июне 1992 г. Пробы воды на химический состав отбирали на десяти станциях оз. Лекшмозеро. Измеряли температуру воды, прозрачность по белому диску, активную реакцию воды, содержание в воде кислорода, взвешенных сухого и органического веществ, основного растительного пигмента – хлорофилла «а», определяли первичную продукцию и деструкцию планктона. Пробы фитопланктона, зоопланктона и зообентоса отбирали одновременно на тех же станциях, что и пробы на химический анализ воды. Изучали состав и количественные характеристики, проводили расчет продукционных показателей зоопланктона и зообентоса по станциям отбора проб с последующим пересчетом на площадь основных биотопов озера. Более детально методики определения и расчета химических характеристик (в частности, концентраций общего фосфора, хлорофилла, содержания сестона, величин первичной продукции, продукции зоопланктона и зообентоса) приведены в статье (Балушкина и др. [Balushkina et al.], 1997).

Наблюдения на озерах восточного и западного бассейнов оз. Сакское (озера с нарушенным водным режимом) проводили летом 1987, 1989, 1990 и 1991 гг. Пробы отбирали трубчатым стратометром диаметром 5 см. Одновременно на каждой станции брали 5 проб, чтобы нивелировать возможное влияние агрегированности животных на точность определения их численности и биомассы. В восточном бассейне оз. Сакское пробы отбирали на 5 станциях с апреля по октябрь, в западном бассейне оз. Сакское – на 3 станциях с мая по август. В западном бассейне оз. Сакское в 1990–1991 гг. было проведено картирование водоема с целью определения распределения фито- и зообентоса: в 1990 г. такое картирование было сделано 6 раз, в 1991 – 5 раз за вегетационный сезон (май–октябрь). С мая по октябрь пробы планктона и бентоса собирали каждые 10–15 дней, в остальную часть года – 1 раз в месяц (Балушкина, Петрова [Balushkina and Petrova], 1989; Ivanova at al., 1994).

В августе 2004 г., апреле и августе 2005 г. исследовали гипергалинные озера с естественным (ненарушенным) водным режимом: Кояшское, Тобечикское, Киркояшское, Шимаханское и Марфовское, расположенные в северо-западной части Крыма на Керченском полуострове, и оз. Бакальское, расположенное в северо-восточной части Крыма. Озера Киркояшское, Шимаханское и Марфовское – континентальные, озера Кояшское, Тобечикское и Бакальское – отделившиеся морские лиманы. В озерах изучали видовой состав и количественные характеристики зоопланктона и зообентоса, включая продукционные, определяли первичную продукцию фитопланктона, концентрацию взвешенного органического вещества, сухого вещества и хлорофилла «а» в планктоне (Балушкина и др.[Balushkina et al.], 2007; Балушкина и др.[Balushkina et al.], 2009; Golubkov at al., 2006; Golubkov at al., 2007).

Исследования эстуария р. Невы проводили в 1982–1984 гг., а затем – в 1994–2015 гг. Число и расположение станций, исследованных в разные годы в Невской губе и восточной части Финского залива, представлено в ряде работ (Финогенова и др. [Finogenova et al.], 1999; Балушкина, Голубков [Balushkina and Golubkov], 2015; Balushkina, 2009).

Определение животных до вида в озерах, реках и эстуарии р. Невы в разные периоды проводили сотрудники ЗИН РАН: олигохет – Н.П. Финогенова и И.Г. Ципленкина, моллюсков – А.Ф. Алимов, Я.И. Старобогатов, хирономид – В.Я. Панкратова и Е.В.Балушкина, ручейников и поденок – С.М. Голубков и В.Г. Власова, амфипод – Т.Д. Слепухина и А.А. Максимов. Списки видов донных животных эстуария р. Невы, полученные в 1982–2009 гг., опубликованы в ряде работ (Финогенова и др. [Finogenova et al.], 1987; Финогенова и др. [Finogenova et al.], 1999; Балушкина и др. [Balushkina et al.] 2008b). Для оценки качества исследованных вод были специально разработаны интегральные показатели *IP* и *IP´*. Описание метода оценки качества вод по *IP* и *IP´* детально изложено в работах (Балушкина [Balushkina]

1997a; Балушкина, Голубков [Balushkina and Golubkov], 2015; Balushkina, 1997b).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Гипергалинные озера

В 1987–1991 гг. для повышения эффективности образования и улучшения качества лечебной грязи был проведён ряд специальных инженерно-технических мероприятий, и в 1990 г. соленость воды была искусственно повышена до 100‰, что существенно изменило видовую и трофическую структуру экосистемы. В 1987 г. при солености 65‰ в западном бассейне оз. Сакское обитали 3 вида ракообразных (*Moina mongolica* (Daday)., *Artemia salina* (L.), *Gammarus aequicauda* Mart.) и 2 вида личинок насекомых (*Baeotendipes tauricus* Tshern, *Ephedra* sp.) Величина первичной продукции (A) составляла 1100 ккал/м^2 за год. Продукция зоопланктона (Pzp) и потребленная им первичная продукция (Czp) были невелики и составляли 4.5 и 18 ккал/м^2 соответственно. Эффективность утилизации первичной продукции фитопланктона (Aph) зоопланктоном (Pzp/Aph) была низка – всего 0.41%. Существенная доля первичной продукции потреблялась донными животными детритофагами *B. tauricus*, которые играли главную роль в процессе илонакопления, рацион нехищного зообентоса (Cnpb) составлял 107 ккал/м^2 год. Коэффициент эффективности утилизации первичной продукции фитопланктона нехищным зообентосом (Pnpb/Aphp) был в 1987 г. в 17 раз выше, чем Pzp/Aph у зоопланктона, и составлял 7%. Озеро населяли гаммарусы – единственные представители факультативных хищников, питающиеся (помимо детрита) артемиями, моинами и молодью хирономид. В 1990 г. после повышении солености до 100‰ в западном бассейне оз. Сакское изменился видовой состав и трофическая структура экосистемы (Рис. 1). Фауна была представлена только двумя видами – фильтратором *A. salina* и хирономидами детритофагами *B. tauricus*. Первичная продукция увеличилась лишь в 1.5 раза и составляла 1587 ккал/м^2 за год. Наиболее важные изменения произошли в структуре первичных продуцентов – соотношении продукции фитопланктона и фитобентоса (Рис. 1). Продукция фитопланктона (Aphp) резко уменьшилась, и в среднем за период 1990–1991 гг. 96% первичной продукции создавалось фитобентосом за счет кладофоры (Aphb). Благодаря этому в 1990–1991 гг. условия для развития личинок хирономид стали особенно благоприятными – развитие на дне кладофоры, насыщающей воду кислородом, и отсутствие хищников и пищевой конкуренции. В результате их биомасса увеличилась в 10 раз, продукция – в 6 раз. Эффективность утилизации первичных продуцентов зообентосом (Pnpb/A) возросла по сравнению с 1987 г. в 4 раза и составила 28.4% в 1990 гг., что в 109 раз превышало эффективность утилизации первичных продуцентов зоопланктоном (0.26%).

Вследствие проведенных преобразований (в частности, повышения солености от 65 до 100‰) произошло уменьшение биоразнообразия зоопланктона и зообентоса, изменилась трофическая структура зообентоса; из его состава исчезли хищные, возможно, лимитировавшие развитие нехищных. Изменение структуры первичных продуцентов, развитие кладофоры и повышение концентрации кислорода в придонных слоях, отсутствие хищников обеспечили личинкам хирономид более благоприятные условия для развития. Хирономиды перерабатывали (Cnpb/A) почти 70% создаваемого в экосистеме западного бассейна оз. Сакское органического вещества.

В 2004–2005 гг. для повышения эффективности практического использования гипергалинных озер Крыма было продолжено изучение их структурной и трофической организации, количественных характеристик и роли отдельных компонент биоты в продуцировании органического вещества и его деструкции. Особое внимание уделяли анализу влияния факторов окружающей среды на видовую структуру, трофическую организацию и эффективность трансформации первичной продукции в экосистемах соленых озер. Фауна исследованных озер бедна. В период наблюдений в них были обнаружены 9 видов зоопланктона и 8 видов макрозообентоса. Наибольшее число видов животных планктона и бентоса было отмечено в оз. Бакальское при солености 38‰. В составе донных животных исследованных озер отмечены Chironomidae, Coleoptera, Amphipoda, Polychaeta, Isopoda и отдельные экземпляры Acariformes. Биомасса макрозообентоса в исследованных озерах изменялась от 0.533 до 89.99 г/м^2, при солености выше 100‰ животные макрозообен-

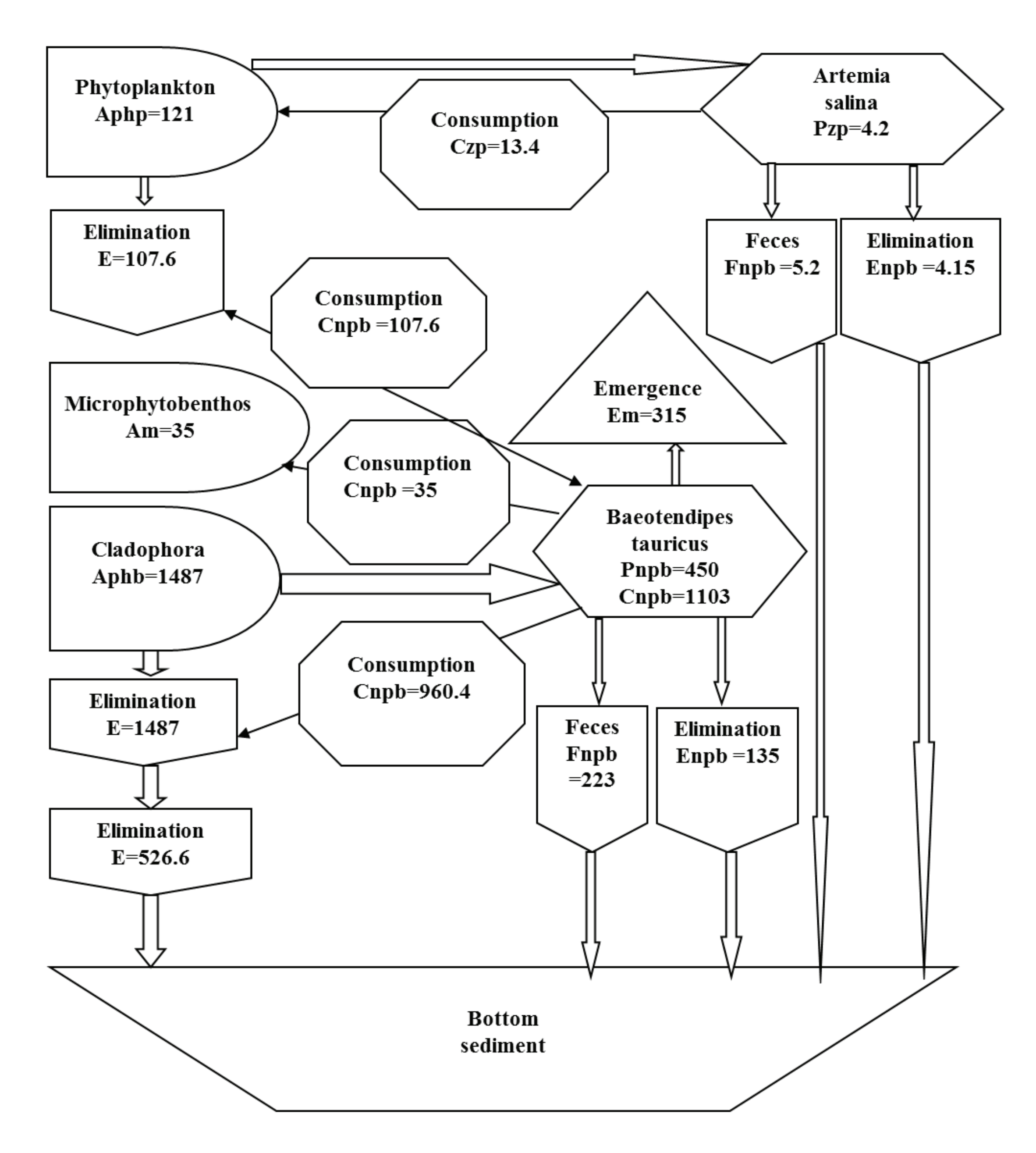


Рис. 1. Схема биотического баланса западного бассейна оз. Сакское в 1990 г. Значения первичной продукции фитопланктона, микрофитобентоса, кладофоры (A), продукции (Pzp, Pnpb), рационов (Czp, Cnpb), элиминации (Ezp, Enpb), фекалиев (Fzp, Fnpb) *Artemia salina* и *Baeotendipes tauricus*, вылета **(**Em) *B. tauricus* в ккал/м^2 за 149 дней.

Fig. 1. Biotic balance of Western Basin of Saki Lake in 1990. Values of production of phytoplankton microphytobenthos, cladophora (A), production (Pzp, Pnpb), consumption (Czp, Cnpb), elimination (Ezp, Enpb), feces (Fzp, Fnpb) *Artemia salina* и *Baeotendipes tauricus*, emergence **(**Em) *B. tauricus* in kcal/m^2 per 149 days.

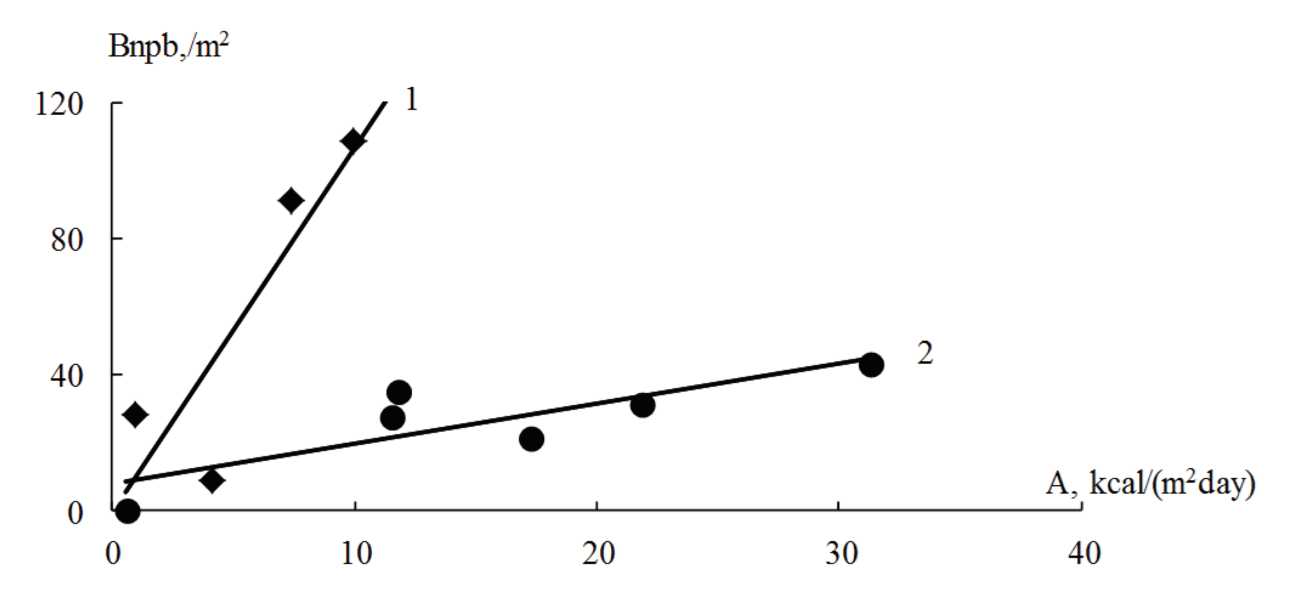


Рис. 2. Зависимость биомассы макробентоса (Bnpb.) от величин первичной продукции (A, kcal/(m^2·day) в озерах с нарушенным (1) и естественным (2) водным режимом.

Fig. 2. Relationship of biomass of zoobenthos and values of primary production in lakes with disturbed (1) and natural (2) water regime.

тоса в озерах отсутствовали, и встречалась лишь артемия. Средние величины биомасс зообентоса в озерах с нарушенным водным режимом – в восточном и западном бассейнах оз. Сакское (Рис. 2, *кривая 1*) – зависели от величин первичной продукции, и были значительно выше, чем в озерах с естественным водным режимом (Рис. 2, *кривая 2*). В большинстве озер в диапазоне солености от 24 до 100‰ биомасса зообентоса была значительно выше биомассы зоопланктона. Отмечена тенденция снижения биомассы зоопланктона и зообентоса с увеличением солености.

Продукция нехищного зообентоса (Pnpb) в озерах с соленостью 24–100‰ была значительно выше продукции зоопланктона, и основной поток энергии проходил через бентосные биоценозы. Эффективность утилизации энергии консументами первого порядка зообентоса (Pnpb/A) была значительно выше, чем для зоопланктона. В разных озерах Pnpb/A изменялась (в весенне – летний период) от 0.58 до 45.3%, составляя в среднем 14%. Роль хищного зообентоса – консументов второго порядка – в распределении потоков энергии в экосистемах озер невелика, эффективность утилизации энергии консументами второго порядка (Pbpr/A) низка (0.04–0.77%). При солености 184–340‰ в оз. Кояшское, где обитал лишь 1 вид зоопланктона (*A. Urmiana*), ее рацион в среднем за весенне – летний период был равен величине первичной продукции. Это, в свою очередь, способствовало повышению эффективности утилизации энергии первичных продуцентов (Pzp/A) в оз. Кояшское при солености 184–340‰ до 44%. В этой экосистеме сложились оптимальные условия, обеспечивающие полную утилизацию первичной продукции зоопланктоном и, следовательно, высокую эффективность процесса образования иловых отложений, обогащенных органическими веществами. Сильное усыхание, повышение солености и выпадение соленой корки, покрывающей донные отложения в оз. Кояшское, относятся к числу необходимых условий анаэробной трансформации илов в лечебную грязь.

Озеро Лекшмозеро

Оз. Лекшмозеро относится к бассейну Северной Двины, площадь озера – 54.4 км^2, средняя глубина – 7.7 м, площадь его водосбора – 197 км^2. В период исследований озеро населяли многие ценные породы рыб – ряпушка, сиг, щука, налим, окунь. В период исследований с 1977 по 1992 гг. в оз. Лекшмозеро поступали стоки с животноводче-

Таблица 1. Значения продукции (Pb), элиминации (Eb) зообентоса, элиминация за счет вылета вторичноводных насекомых (Eimago) и рационов хищных животных зообентоса (Cprb) и элиминации кормовых организмов за счет выедания рыбами (Ef) в трех биотопах оз. Лекшмозеро.

Table 1. Values of production (Pb), elimination of zoobenthos (Eb), elimination through emergence of secondary aquatic insects (Eimago) and rations of predatory zoobenthic animals (Cprb), and elimination of food organisms through to predation by fish (Ef) in three biotopes of Lake Leskhmozero.

Глубина depht	Pb	Eb	Eimago	Cprb	Ef
	ккал/м²год				
0–5	15132	11170	355	5607	5207
5.1–10	12084	7969	358	849	6762
>10	8360	8986	400	427	8159

ской фермы и бытовые стоки двух расположенных вблизи берегов поселков, вследствие чего оз. Лекшмозеро подвергалось сильному антропогенному воздействию, которое привело к значительным изменениям трофического статуса озера. За прошедшие 14 лет между двумя обследованиями оз. Лекшмозеро из олиготрофного состояния стало по величинам первичной продукции (1475 ккал/м² за год) типичным мезотрофным водоемом. В 1977 г. в оз. Лекшмозеро было проведено общее обследование, включающее фито- и зоопланктон, зообентос и ихтиофауну (Отчет СеврыбНИИпроект..., [The report of North Fish...]1981). Приведенные в отчете материалы позволили при исследованиях 1991– 1992 гг. получить сведения о произошедших за 14 лет изменениях в экосистеме оз. Лекшмозеро.

Качество вод оз. Лекшмозеро оценивали по классификации биологических проб Грехема (Graham, 1965) – модификации системы Вудивисса, основанной на индикаторной значимости отдельных таксонов донных животных. С повышением трофического статуса озера в сообществах донных животных снизилась доля веснянок, поденок и ручейников, возросла доля хирономид и олигохет. Качество вод оз. Лекшмозеро также изменилось и снизилось от «чистых» до «умеренно загрязненных». Биомасса бентоса за прошедший период снизилась с 7.43 до 4.56 г/м² . Во всех сообществах донных животных ведущую роль в трансформации вещества и потоке энергии играли личинки хирономид. Расчет продукции выделенных групп донных животных в оз. Лекшмозеро проводился с учетом особенностей развития доминирующих видов, в частности *Chironomus plumosus* (L.), составляющего большую долю биомассы кормовых организмов. Наибольшие абсолютные величины суммарной продукции всех бентосных животных наблюдались в биоценозах литоральной зоны, наименьшие – в профундали, что связано с низкими температурами воды и относительно высоким средним весом животных в этой зоне озера (Табл. 1). В целом наибольший вклад в продуктивность озера вносили биоценозы литорали и сублиторали. Как видно из Табл. 1, наибольшее количество органического вещества за период исследований элиминировалось из наиболее продуктивных сообществ литоральной зоны. Однако в этих сообществах велика роль беспозвоночных хищников, фактически выступающих как пищевые конкуренты бентосоядных рыб. Их суммарный рацион за период исследований составлял более половины величины всего элиминированного из сообществ органического вещества. После вычитания из величины общей элиминации величин элиминации органического вещества за счет хищного макрозообентоса и вылета имаго насекомых оказалось, что величина элиминации зообентоса рыбами в зонах профундали и сублиторали была выше, чем в зоне литорали (Табл. 1).

В среднем для озера величина элиминации макрозообентоса рыбами за год составила 11.08 ккал/м². Эта величина позволила рассчитать величину средней для озера продуктивности бентосоядных рыб оз. Лекшмозеро, которая по приблизительной оценке составила 15.8–26.6 кг/га (2.9–5.8 ккал/м²). При наиболее вероятной для рыб-бентофагов величине P/B-коэффициента – 0.5 в год, ихтиомасса в оз. Лекшмозеро составляла 32–53 кг/га. Эффективность утилизации первичной продукции зообентосом за вегетационный сезон было достаточно велика для северных водоемов – 0.2–0.4%.

Таблица 2. Расчетные значения потока фосфора в экосистеме оз. Лекшмозеро, г Р/м^{2}год.

Table 2. Calculated values of phosphorus flow of Lake Lekshmozero ecosystem, gP/m^2·year

	Bm	PP	Ex	AP	CP	FP
Zooplankton	0.008	0.113	0.264	0.377	0.629	0.252
Zoobenthos	0.005	0.020	0.029	0.049	0.082	0.033
Fishes	0.22	0.16	0.51	0.066	0.102	0.036

Примечание: Значения средней биомассы (Bm), продукции (PP), экскреции фосфора (Ex), ассимиляции (AP), рационов (CP) и неусвоенной пищи (FP) зоопланктона, зообентоса и рыб за год.

Note: Values of average biomass (Bm), production (PP), excretion of phosphorus (Ex), assimilation (AR), rations (CP) and unabsorbed food (FP) of zooplankton, zoobenthos and fishes.

Результаты исследования продуктивности донных биоценозов оз. Лекшмозеро показали, что по «шкале трофности» С.П. Китаева (Китаев [Kitaev], 1984) этот водоем можно отнести к водоемам средней трофности (для этой климатической зоны).

Для анализа балансовых соотношений, складывающихся между живыми компонентами, А.А. Умновым была разработана математическая модель, описывающая их как неких преобразователей потоков фосфора (Табл. 2). В среднем для озера с середины июля до конца вегетационного сезона величины потоков фосфора через сообщества донных животных были достаточно велики: утилизация фосфора в тканях животных (PP) – 23.8 мгР/м^2, выделение в процессе энергетического обмена (Ex) – 33.3 мгР/м^2 потребление фосфора из донных отложений (CP) – 95.7 мгР/м^2. Исходя из расчетных величин биотических потоков фосфора, оценивали его суммарный поток в экосистеме как сумму потоков трат на обмен гидробионтов. При этом предполагалось, что вся неусвоенная пища и вся «внеклеточная продукция» фитопланктона разлагаются бактериопланктоном. По суммарному потоку фосфора рассчитывали первичную продукцию планктона. По ориентировочной оценке для оз. Лекшмозеро она находится в диапазоне от 1000 до 1400 ккал/м^{2}год, которая практически совпала с величинами, полученными экспериментально (1475 ккал/м^{2}год). По величинам первичной продукции оз. Лекшмозеро являлось типичным мезотрофным водоемом (Балушкина и др., [Balushkina et al.,] 1997).

Оценка фосфорной нагрузки в оз. Лекшмозеро в 1991–1992 гг. позволила допустить, что уже пройдена граница между мезо- и эвтрофией. Удержание поступающего с водосбора фосфора в оз. Лекшмозеро в целом (приток минус сток) составило приблизительно 0.140–0.150 г/м^{2}год. Приняв эту величину за 100%, можно рассчитать по данным, представленным в Табл. 2, что общее потребление фосфора зоопланктоном, макробентосом и рыбами составляет 560% (R = 0.813 г Р/м^2). Около 40% потребленного фосфора возвращается в экосистему с фекалиями животных, около 42% – в составе экскретируемого вещества, 18% поступает в трофические цепи (Табл. 2). В течение года зоопланктон, зообентос и рыбы в процессе дыхания выделяли 0.344 г Р/м^2, который потреблялся фитопланктоном и включался в круговорот. Исследования, проведенные с помощью математической модели озера, показали, что если не ослабить нагрузку озера биогенными элементами, процесс эвтрофикации грозит привести озеро в эвтрофное состояние. В результате этого может возникнуть дефицит кислорода в придонном слое воды, что приведет к существенным изменениям видового состава ихтиоценоза. Возможно выпадение из ихтиофауны наиболее ценного промыслового объекта оз. Лекшмозеро – ряпушки.

Эстуарий

Оценку качества вод эстуария р. Невы проводили в 1982–1983 гг. прошлого столетия и затем с 1994 г. до настоящего времени. Можно выделить несколько периодов в степени антропогенного воздействия на эстуарий р. Невы, связанных со спадом промышленности и сельского хозяйства в период перестройки и с последующим возрождением. Однако наиболее отрицательным по степени антропогенного воздействия был период до 1978 г., когда очистные сооружения в г. Ленинграде отсутствовали, и все стоки города поступали в р. Неву и

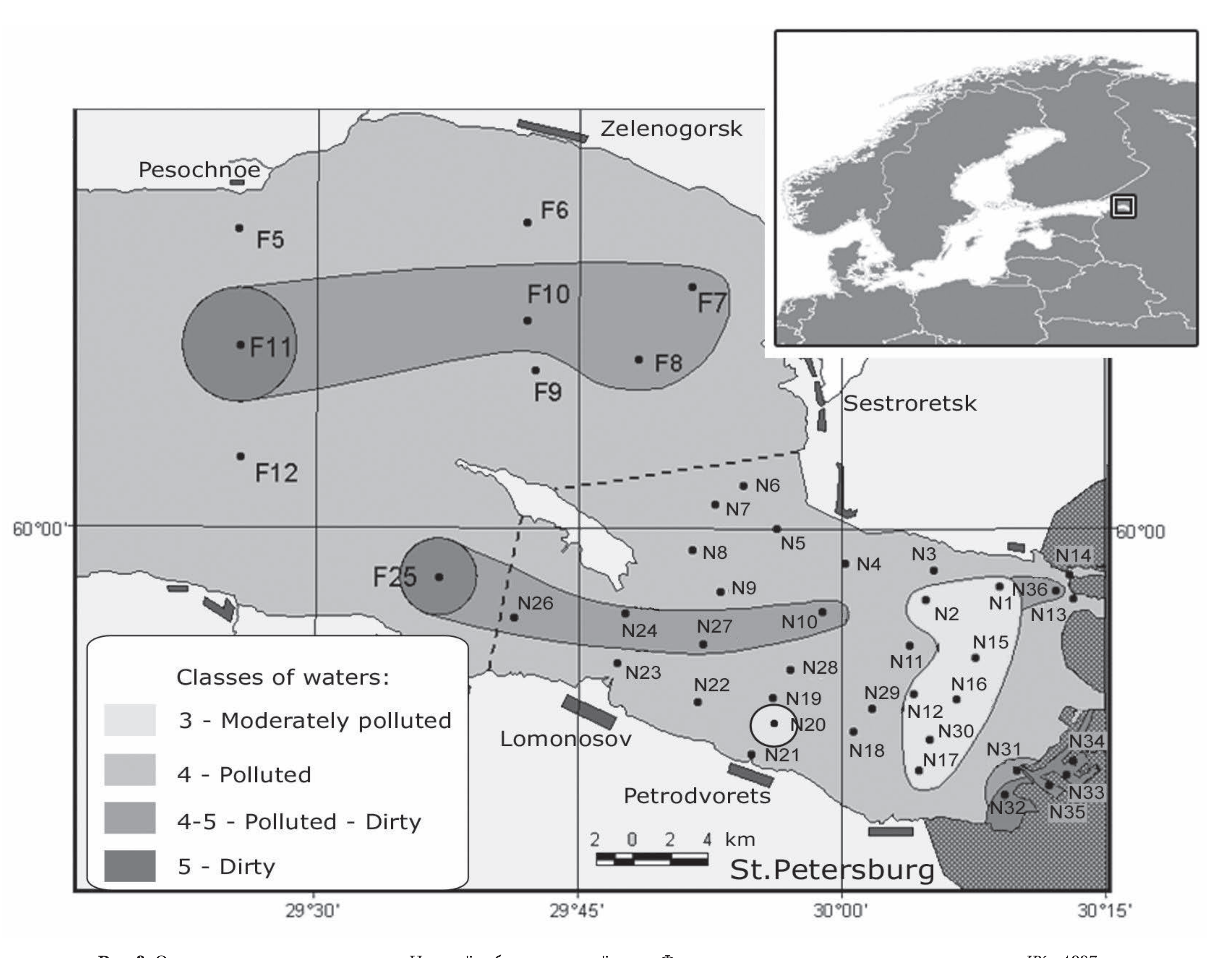


Рис. 3. Оценка качества вод и состояния Невской губы и восточной части Финского залива по интегральному показателю *IP′* в 1997 г.

Fig. 3. Assessment of water quality and state of the Neva Bay and resort zone of the eastern Gulf of Finland by integrated index *IP′* in 1997.

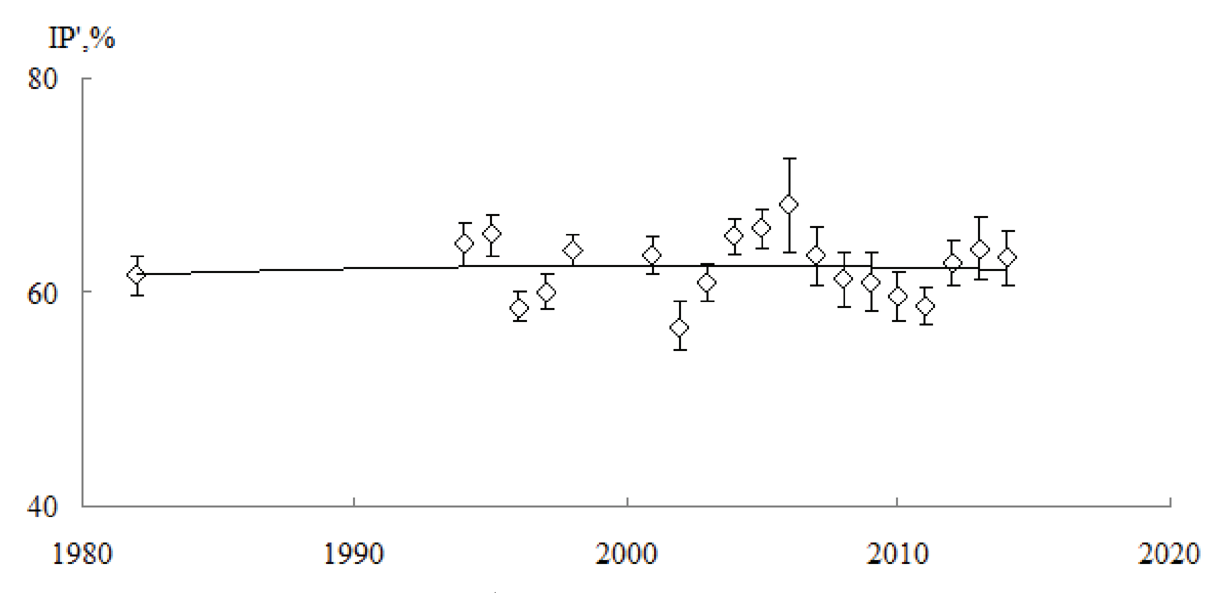


Рис. 4. Изменения средних для акватории Невской губы значений интегрального показателя *IP´* в и 1994–2014 гг. Рассчитано по данным для 297 исследованных станций.

Fig. 4. Changes of the average values of the integrated indexes *IP´* in the Neva bay in 1982 and 1994–2014.

ее эстуарий. Загрязнение эстуария р. Невы токсическими и органическими веществами привело к тому, что уже в 30-е годы по сравнению с началом XX века в фауне бентоса Невской губы и восточной части Финского залива произошли значительные изменения: реликтовые ракообразные стали редкими животными, в восточной части Финского залива в донных сообществах значительно сократилась роль реликтовых ракообразных, на смену которым пришли типичные обитатели эвтрофных и гиперэвтрофных водоемов. Для оценки качества вод и состояния эстуария р. Невы был разработан интегральный показатель *IP´*, основанный на структурных характеристиках и индикаторной значимости отдельных видов и сообществ донных животных (Балушкина [Balushkina], 1997; Balushkina, 1997, 2009).

Оценить наглядность представления результатов оценки качества воды всей акватории Невской губы и восточной части Финского залива можно на примере исследований 1997 г. (Рис. 3). На фоне спада промышленности в годы перестройки (1994–1997 гг.) и снижения техногенной нагрузки на экосистему Невской губы возрастало видовое богатство и видовое разнообразие донных животных. В устье р. Невы и в области наибольшей проточности Невской губы (станции *N1, N2, N12, N15, N16, N17, N30*) состояние экосистемы и качество вод в 1997 г. улучшилось на один класс (с 4-го до 3-го класса). Появились чистоводные виды хирономид п/сем. Diamesinae и Orthocladiinae. В 1994–1997 гг. в области наибольшей проточности Невской губы наблюдалось снижение численности (от 6480 до 4660 экз/м^2) и биомассы (от 11.8 до 3.6 г/м^2) донных животных. Возросло число видов (от 12 до 24 на одной станции) и индексы видового разнообразия Шеннона (от 2.8 до 3.6). Значения *IP´* последовательно снижались с 58.8 до 48.5%. В результате воды, оцениваемые в 1994–1995 гг. как «загрязненные», в 1996–2005 гг. (за исключением 2004 г.) оценивались на один класс выше, как «умеренно загрязненные», а состояние экосистемы улучшилось с «критического» до «напряженного». Воды остальной части акватории Невской губы характеризовались как «загрязненные», а состояние экосистемы – как «критическое» (Рис. 3).

Как показали дальнейшие исследования, средняя оценка качества вод всей акватории Невской губы по интегральному показателю *IP´* в 1982 г. и на протяжении 21 года с 1994 по 2014 гг. оставалась достаточно постоянной. Её воды за исключением 2006 г. оценивались как «загрязненные» (Рис. 4). Качество вод и состояние Невской губы было наихудшим в 2006 г., что явно было связано с проведением работ по строительству «Морского фасада» г. Санкт-Петербурга и завершением строительства

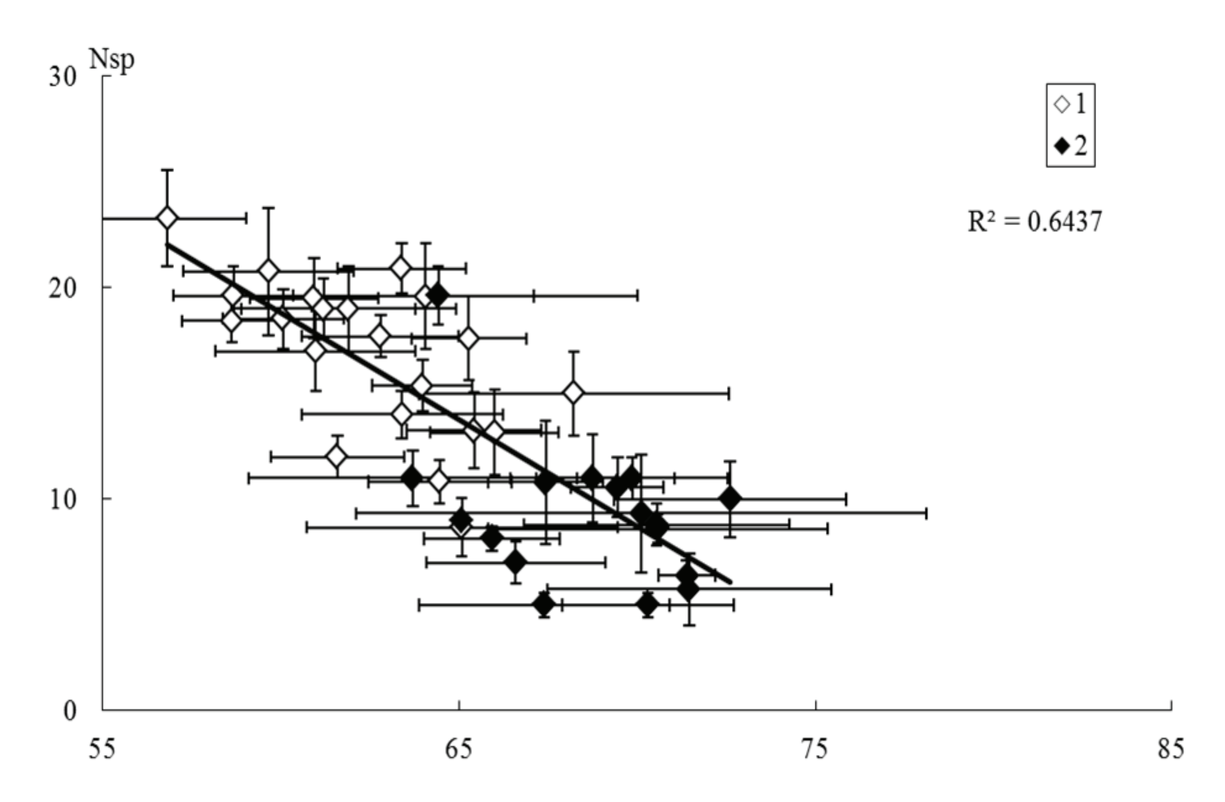


Рис. 5. Зависимость средних для акватории Невской губы и курортного района восточной части Финского залива значений индексов Шеннона от интегрального показателя *IP´* в 1994–2014 гг. по данным для 389 исследованных станций. 1 – Невская губа; 2 – Курортный район восточной части Финского залива. Коэффициент корреляции – *R*=0.8, *P*=0.95.

Fig. 5. Relationship of average Shannon's index and integated index *IP´* in the Neva Bay (1) and resort area of the eastern Gulf of Finland (2) in 1994–2014 for 389 examined stations. Correlation coefficient *R*=0.8, *P*=0.95.

защитных сооружений. В 2007–2014 гг. зообентос постепенно восстанавливался. В 2014 г. воды на большей части акватории Невской губы оценивали как «загрязненные» (*IP´* от 57 до 66%), и лишь на одной станции (станция 9, *IP*=50.9%), расположенной в области наибольшей проточности, как и в другие годы исследований, воды оценивали как «умеренно загрязненные». Наихудшее качество вод – «грязные» (5-й класс вод) в 2014 г. отмечали вблизи пос. Лисий Нос (ст. 42, *IP*=74.2%), воды переходного 4–5 класса, как и в другие годы исследований, отмечали вблизи г. Ломоносова.

В курортной зоне восточной части Финского залива средние значения *IP´* изменялись в период 1994–2014 гг. от 67.4 до 72.6%, характеризуя воды на один класс ниже, чем воды Невской губы, как «загрязненные–грязные», а состояние экосистемы – как «кризис» (переходный 4–5-й класс вод). В 1994–2006 гг. в курортном районе восточной части Финского залива происходило снижение видового богатства, видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса, т.е. наблюдались все признаки деградации сообществ донных животных. В 2006 г. значения этих показателей были наиболее низкими за период исследований, что, несомненно, было связано с проведением крупномасштабных дноуглубительных и грунтонамывных работ в Невской губе. В последующие годы 2008–2014 гг. отмечалось увеличение видового богатства, видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса, что свидетельствовало о некотором восстановлении сообществ донных животных. В 2014 г. значения *IP´* на разных станциях изменялись в широких пределах от 58.6% до 77.5% характеризуя качество вод и состояние курортной зоны от 4 до 4–5 класса. В 2014 г. среднее для акватории курортной зоны значение *IP´* возросло до 69.8% и воды снова оценивали как «загрязненные–грязные» а состояние экосистемы как «кризис». Средние значения индексов Шеннона в 1994–2014 гг. в значительной

степени зависели от качества воды (*IP′*) и поэтому в курортном районе были значительно ниже, чем в Невской губе (Рис. 5).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В настоящее время для оценки качества воды и состояния водоемов существует широкий спектр методов, позволяющий оценить процессы нарушения структурных и функциональных характеристик экосистем, происходящих под влиянием антропогенного воздействия и усиления изменений естественных факторов.

При эвтрофировании водоема происходят постепенные изменения всех компонент экосистемы, скорость происходящих изменений зависит от степени антропогенного воздействия и особенностей самой экосистемы. В период исследований оз. Лекшмозеро изменившийся состав доминантов фитопланктона по сравнению с 1977 г. (Отчет СеврыбНИИпроект [The report of North Fish...] , 1981), возросшее видовое разнообразие, более высокие величины биомассы, а также отмечаемые летом периоды «цветения» воды цианобактериями свидетельствовали о прогрессирующих процессах эвтрофирования озера. По числу нанопланктонных видов водорослей оз. Лекшмозеро в период 1991–1992 гг. могло быть отнесено к мезотрофному или слабоэвтрофному типу (Трифонова [Trifonova],1990). Интенсивность продукционно-деструкционных процессов, концентрация в воде и сезонная динамика сухого вещества, взвешенного органического вещества и хлорофилла в оз. Лекшмозеро в 1991–1992 гг. практически совпадали с таковыми в хорошо изученном типично мезотрофном оз. Нарочь (Экологическая..., [The ecological system...] 1985). В сообществах зоопланктона за период с 1977 по 1992 гг. также произошли изменения, указывающие на эвтрофирование озера: к ним относилась смена доминирующих форм Diaptomidae на Cyclopoidae и уменьшение массы средней особи в зоопланктоне. Согласно И.Н. Андрониковой (Андроникова [Andronikova], 1989), такие изменения свидетельствуют о возрастании уровня трофии озера. В сообществах зообентоса с 1977 по 1992 гг. также происходили изменения, свидетельствующие о прогрессирующем эвтрофировании озера, в частности на это указывало уменьшение биологичесткого разнообразия групп зообентоса за счет выпадения из их состава чисто-водных животных, снижение биомассы. Снижение биомассы донных животных при эвтрофировании наблюдали и в других озерах этого региона, в частности в оз. Сямозеро (Стерлигова и др. [Sterligova et al.], 1991).

Особенно ярко процесс эвтрофирования оз. Лекшмозеро выражен в соотношении отдельных звеньев экосистемы (фитопланктона, зоопланктона, зообентоса), что характерно для озер этого региона. В 50-е годы прошлого столетия оз. Сямозеро было олиготрофным, в 90-е оно перешло за грань мезотрофии (Стерлигова и др. [Sterligova et al.], 1991). При эвтрофировании наиболее ярко изменения в озерах Лекшмозеро и Сямозеро проявляются в трофической структуре, в соотношении компонент планктона и бентоса. Олиготрофным водоемам присущи две примерно равнозначные трофические цепи («зоопланктон – ряпушка – хищные рыбы», и «зообентос – бентофаги – хищные рыбы»). С повышением уровня трофии «планктонный» путь начинает преобладать над «бентосным» и среди рыб доминирование переходит к рыбам с коротким жизненным циклом, питающимся планктоном. Когда озера типа Сямозеро и Лекшмозеро переходят в мезотрофное состояние с признаками эвтрофии, в них наблюдается депрессия рыб-бентофагов, проявляющаяся в снижении численности наиболее ценных видов сиговых рыб и замене их на окуня, плотву, уклею и ерша, т.е. происходит не только ухудшение качества воды, но и снижение рыбохозяйственной ценности водоема (Стерлигова и др. [Sterligova et al.], 1991; Балушкина и др. [Balushkina et al.], 1997).

Повышение эффективности практического использования малых соленых озер приобретает особое значение в регионах, где, как на Крымском полуострове, их достаточно много, и имеются отдельные большие озера. Солёные озера могут быть источником соли, минералов, продукции растений и животных, включая рыб. Бальнеология – один из важнейших примеров практического использования соленых озер. Чередование засушливых и дождливых периодов приводит к изменению их морфометрии, большим сезонным и межгодовым колебаниям солености и, как следствие, к существенным изменениям структурно-функциональной организации биотической компоненты (Williams, 1998a, b; Balushkina et al., 2009; Golubkov et al., 2006). Особенно сильно выражено

воздействие погодных условий на экосистемы малых мелководных водоемов, к которым относятся исследованные гипергалинные озера Крыма.

Преобразования западного бассейна оз. Сакское в большой степени опирались на достижения предыдущих исследователей (Перфильев [Perfiliev], 1925, 1926), продукционной гидробиологии, балансового подхода (Винберг, [Winberg]1979; Алимов [Alimov], 1982, 1989). Возможно поэтому преобразования водного режима западного бассейна оз. Сакское в 1987–1991 гг. было более успешным и привело к повышению эффективности утилизации первичных продуцентов консументами 1-го порядка зообентоса. Эффективность утилизации первичных продуцентов нехищным зообентосом возросла по сравнению с 1987 г. в 4 раза и составила в 1990 г. 28.4%, что в 109 раз превышало эффективность утилизации первичных продуцентов зоопланктоном (0.26%) (Балушкина, Петрова [Balushkina and Petrova], 1989; Бульон [Boulion], Анохина [Anokhina], Аракелова [Arakelova], 1989; Иванова [Ivanova], 1990; Иванова, Свистунова [Ivanova and Svistunova], 1989; Ivanova et al., 1994). Аналогичное перераспределение потоков энергии, происходящее под влиянием погодных условий и изменений гидрологического режима, наблюдали в оз. Тобечикское (Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2009; Голубков и др. [Golubkov et al.], 2012; Boulion and Golubkov, 2005; Golubkov, 2007; Golubkov, Golubkov, 2008). Возрастающая соленость, достигающая 184–340‰, способствовала повышению эффективности утилизации энергии первичных продуцентов через планктонную трофическую цепь в оз. Кояшское до максимального значения – 44%. В этой экосистеме сложились оптимальные условия, обеспечивающие полную утилизацию первичной продукции зоопланктоном и трансформацию илов в лечебную грязь (Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2009; Голубков и др. [Golubkov et al.], 2012).

На протяжении последних столетий эстуарий р. Невы подвергался интенсивному антропогенному воздействию и загрязнению токсическими и органическими веществами вследствие многоцелевого использования жителями г. Санкт-Петербурга и области. В Невской губе выявлены устойчивые загрязнители, фиксирующиеся на протяжении нескольких десятилетий мониторинга; в первую очередь, это – нефтепродукты и тяжелые металлы: кадмий, ртуть, медь и ряд других. Особенно высокими концентрациями Pb, Zn, Ni, Co, Cu, Cd, Hg характеризуются донные отложения большинства бассейнов Торгового порта (Basova et al., 2006; Newsletter..., 2008). Снижение антропогенной нагрузки на эстуарий р. Невы в годы перестройки позволило наблюдать на отдельных участках восстановление сообществ донных животных, повышение качества воды. Строительство «Морского фасада» Санкт-Петербурга и завершение строительства защитных сооружений привели в 2005–2007 гг. к значительному повышению концентраций свинца и нефтепродуктов на всей акватории Невской губы. Это отразилось на состоянии сообществ донных животных Невской губы и курортной зоны восточной части Финского залива. Снижение и повышение значений *IP′* отражались на изменениях средних для акватории Невской губы значений числа видов и индексов видового разнообразия, которые в первый период возрастали, затем закономерно снижались (Балушкина [Balushkina], 2009). Статистический анализ показал, что при высоких концентрациях нефтепродуктов в придонной воде и донных отложениях, свинца, цинка, цезия (Cs 137), хрома и мышьяка в 2005 г. наблюдались самые низкие значения видового богатства и видового разнообразия в сообществах донных животных (Golubkov et al., 2011). Оценка качества вод и состояния экосистем в 2006 г. были наихудшими за весь период исследований 1982–2014 гг. Воды Невской губы и курортной зоны восточной части Финского залива по *IP′* в 2006 г. оценивались как «загрязненные–грязные», а состояние экосистем – как «кризис».

Эвтрофирование Невской губы было особенно сильно выражено вблизи крупных городов Ломоносов и Петергоф, где уровень первичной продукции достигал 0.9–1.2 гС/м^2·сут., характеризуя водоем как эвтрофный, а концентрация хлорофилла «а» составляла 19–23 мкг/л. (Golubkov, 2009). Мультирегрессионный анализ влияния биотических и абиотических факторов на биологическое разнообразие зообентоса в Невской губе в 2003 г. показал очень высокую и равную значимость по степени влияния концентраций хлорофилла «а» и величин первичной продукции, с увеличением которых видовое разнообразие снижалось (Балушкина и др.[Balushkina et al.], 2008). Причем резкое снижение видового богатства и видового разнообразия донных животных в Невской губе отмечалось, когда уровень трофии экосистемы

повышался и переходил границу мезотрофных вод (Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2008a; Балушкина и др. [Balushkina et al.], 2012).

По сравнению с Невской губой условия обитания животных в восточной части Финского залива были хуже и определялись сочетанием неблагоприятных для развития естественных факторов и антропогенным воздействием. На фоне повышения солености и прогрессирующего процесса эвтрофирования курортной зоны (Golubkov, 2009), повышения токсического загрязнения тяжелыми металлами и нефтепродуктами (Информационный... [Newsletter...], 2008) в 1994–2007 гг. происходило снижение видового богатства, видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса, т.е. наблюдались все признаки деградации сообществ донных животных. В 2006 г. значения этих показателей были наиболее низкими за период исследований, что, несомненно, было связано с проведением крупномасштабных дноуглубительных и грунтонамывных работ в Невской губе. В последующие годы (2008–2014 гг.) отмечалось восстановление курортного района восточной части Финского залива, что способствовало увеличению видового богатства, видового разнообразия, численности и биомассы зообентоса.

Оценка вод с использованием нормативов качества поверхностных вод (по химическим характеристикам) также указывает, что большая часть вод Невской губы в 2001г. относилась к 4 классу вод (Басова и др. [Basova, et al.], 2002). По данной классификации вода 4 класса даже после подготовки непригодна для питьевого водоснабжения, рыбоводства, целей рекреации и для использования в производстве требует более сложной подготовки (чем воды 3 класса). Оценка, приведенная в этой работе (Басова и др. [Basova et al.], 2002), так же, как и оценка по интегральному показателю *IP′*, указывала на «кризис» экосистемы с точки зрения водопользования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изменение солености воды, эвтрофирование и загрязнение экосистем токсическими и органическими веществами относятся к числу естественных и антропогенных факторов, определяющих биологическое разнообразие в экосистемах водоемов, последовательно вызывающих изменения их функциональной, трофической организации.

Малые гипергалинные озера отличает высокая степень изменчивости, связанная со сменой дождливых и засушливых периодов. Изменения климата приводят к изменениям их морфометрических и гидрохимических характеристик. Увеличение солености в экосистемах озер приводит к снижению видового богатства, численности и биомассы зоопланктона и зообентоса. Трофическая структура сообществ животных планктона и бентоса под влиянием возрастающей солености упрощается. В то же время количественное развитие зоопланктона и зообентоса в значительной степени зависит от уровня развития и структуры первичных продуцентов – водорослей фитопланктона и фитобентоса. Структура первичных продуцентов определяет распределение потока энергии в экосистемах через планктонную и бентосную трофическую цепи. При солености 100‰ первичные продуценты представлены преимущественно донными макроводорослями, что обеспечивает преобладание бентосной трофической цепи. С увеличением солености до 184–340‰ структура первичных продуцентов изменяется, они представлены исключительно водорослями планктона. Трофическая планктонная цепь предельно упрощается, в озерах обитает лишь артемия, эффективность утилизации энергии первичных продуцентов консументами 1-го порядка резко возрастает. В такой ситуации в экосистеме создаются наиболее благоприятные условия для образования лечебного ила.

Под влиянием эвтрофирования изменения в трофической структуре озер северо-запада России, таких как оз. Лекшмозеро и Сямозеро, проявляются в соотношении отдельных компонент биоты. Олиготрофным водоемам присущи две примерно равнозначные пищевые линии («зоопланктон – ряпушка – хищные рыбы» и «зообенос – бентофаги – хищные рыбы»). При повышении уровня трофии продукция фитопланктона возрастает, и «планктонный» путь начинает преобладать над «бентосным»; среди рыб доминирование переходит к рыбам с коротким жизненным циклом, питающимся планктоном. При переходе озер типа Сямозеро и Лекшмозеро в мезотрофное состояние с признаками эвтрофии наблюдается снижение биомассы зообентоса, депрессия рыб-бентофагов, которая проявляется в снижении численности наиболее ценных видов сиговых рыб и замене их на рыб с коротким жизненным

циклом окуня, плотву, уклею и ерша. В целом под влиянием эвтрофирования происходит не только ухудшение качества воды, но и снижение рыбохозяйственной ценности водоема.

Разработанные нами принципы и методы оценки качества воды и состояния водных экосистем показывают, что она может быть успешной, если основана на сочетании гидробиологических характеристик и методов биоиндикации. Проведенные исследования показали сильную зависимость видового состава, числа видов и видового разнообразия зообентоса от качества воды. Количественные связи структурно-функциональных характеристик сообществ донных животных с учетом их индикаторной значимости и показателей эвтрофирования, органического и токсического загрязнения позволяют оценивать состояние экосистем, степень нарушений в их функционировании под влиянием антропогенного воздействия. Статистический анализ влияния биотических и абиотических факторов показал, что загрязнение эстуария токсическими веществами (в частности, тяжелыми металлами и нефтепродуктами) приводило к снижению видового богатства и видового разнообразия в сообществах донных животных. Кроме того, показано, что видовое богатство и видовое разнообразие сообществ донных животных в Невской губе резко снижались, когда уровень трофии экосистемы переходил границу мезотрофных вод. Применение интегрального показателя *IP´* для оценки состояния экосистем и изучения влияния биотических и абиотических факторов, включая антропогенные, позволяет разработать нормы антропогенного воздействия на биоту в целях предотвращения её деградации.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор благодарит С.М. Голубкова и М.С. Голубкова и всех моих соавторов процитированных статей за совместную работу и помощь в сборе проб зообентоса. Работа выполнена при частичной поддержке темы ОБН № 01201351192 и гранта РФФИ № 14-04-00207.

ЛИТЕРАТУРА

Alcorlo P., Baltanás A., Montes C. 2001. Food-web structure in two shallow salt lakes in Los Monegros (NE Spain): energetic vs dynamic constraints. *Hydrobiologia,* **466**: 307–316.

Alimov A.F. 1982. The productivity of macrobenthic invertebrate communities in the inland waters of the USSR. *Hydrobiol. Journ.*, **18**(2): 7–18.

Alimov A.F. 1989. An introduction to production Hydrobiology. Leningrad. Gidrometeoizdat, Saint-Petersburg: 152 p.

Alimov A.F. 2000. Elements of aquatic ecosystem functioning theory. Nauka, Saint-Petersburg: 228 p.

Alimov A.F., Bogatov V.V., Golubkov S.M. 2014. Production Hydrobiology. Nauka, Saint-Petersburg: 345 p.

Andronikova I.N. 1989. Structural and functional organization of lake ecosystems Zooplankton different trophic types. Abstract of doctoral dissertation of biological sciences. Limnology Institute RAS, Leningrad: 39 p.

Balushkina, E.V. 1997a. The Use of the integrated index for water quality assessment by structural characteristics of benthic communities. The response of lake ecosystems to changes in biotic and abiotic conditions. *Proceedings of ZIN RAS*, **272**: 228–265. [In Russian].

Balushkina E.V. 1997b. New Integrated Index for water quality evaluation based on structural charcteristics of zoobenthos. *Proceedings of the Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996*. Painopaikka: Oy Edita Ab, Helsinki: 177–202.

Balushkina E.V. 2009. Assessment of the Neva Estuary Ecosystem State on the Basis of Structural Characteristics of Benthic Animal Communities in 1994–2005. *Inland Water Biology,* **2**(4): 355–363.

Balushkina E.V., Golubkov S.M. 2015. Biodiversity of benthic animal communities and quality of waters in the Neva under antropogenic stress. *Proceedings of the ZIN RAS,* **319**(2): 229–243. [In Russian].

Balushkina E.V., Petrova N.A. 1989. Functioning of population of chironomids in the hypersalt lakes of the Crimea. *Proceedings of the ZIN RAS,* **205**: 129–139. [In Russian].

Balushkina E.V., Golubkov S.M., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F. 2007. Structural-functional characteristics ecosystems of small salt lakes of the Crimea. *Inland Water Biology*, **2**: 11–19. [In Russian].

Balushkina E.V., Golubkov S.M., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F., Shadrin N.V. 2009. The impact abiotic and biotic factors on the structural and functional organization of the salt lakes of Crimea.*Journal of general biology*, **70**(6): 504–514. [In Russian].

Balushkina E.V. Golubkov S.M., Golubkov M.S., Maksimov A.A. 2008a. The role of anthropogenic factors in the dynamics of zoobenthic communities. In: Alimov A.F., Golubkov S.M. (Eds.). *Ecosystem of the Neva River estuary: biodiversity and ecological problems.* KMC Press, Moscov: 356–371. [In Russian].

Balushkina E.V., Golubkov S.M., Ivanova M.B., Nikulina V.N., Umnov A.A., Umnova L.P. 1997. Prediction of eutrofication consequences in lake Lekshmozero based on ecosystem functioning patterns. The response

of lake ecosystems to changes in biotic and abiotic conditions. *Proceedings of the ZIN RAS,* **272**: 228–265. [In Russian].

Balushkina E.V., Maksimov A.A. and S.M.Golubkov. 2008b. Zoobenthos of the open waters of the Neva River estuary. In: A.F. Alimov and S.M. Golubkov (Eds.). Ecosystem of the Neva River estuary: biodiversity and ecological problems. KMC Press, Moscow: 156–184. [In Russian].

Balushkina E.V., Maksimov A.A., S.M.Golubkov. 2012. The impact of anthropogenic factors on the biodiversity of benthic animal communities with reference to the Neva Estuary. In: Alimov A.F., Golubkov S.M. (Eds.). Dynamics of biodiversity and bioresources of the Inland waters. Nauka, Saint-Petersburg: 167–175. [In Russian].

Basova S.L., Kobeleva N.I., Leonova M.V., Frumin G.T. 2002. Characterization of the state of the Neva Bay by hydrochemical indices in 2001. In: Golubev, D.A. & Sorokin, N.D. (Eds.). Environmental protection, nature management and providing ecological safety in Saint-Petersburg in 2001. Saint-Petersburg: 175–182. [In Russian].

Basova S.L., Rybalko A.E. and Fedorova N.K. 2006. Results of state monitoring of the eastern part of the Gulf of Finland Carried out by the branches of the Russian hydrometeorological service and the Ministry of nature resources of the Russian Federation. VII International Environmental Forum “Baltic Sea Day”, Saint-Petersburg: 83–86.

Bouillon V.V. 1983. Primary production of plankton of inland waters. *Proceedings of the ZIN RAS*, **98**: 150 p. [In Russian].

Bouillon V.V. 1994. Patterns of primary production in limnetic ecosystems. Nauka, Saint-Petersburg: 222 p. [In Russian].

Bouillon V.V., Anokhina L.E., Arakelova E.S. 1989. Primary production of the hypersalt lakes of the Crimea. *Proceedings of the ZIN AS of USSR,* **205**: 14–25. [In Russian].

Boulion V.V., Golubkov M.S. 2005. Biological productivity of saline lakes in Crimea. *Proceedings of ZIN RAS*, **308**: 13–20.

Directive 2000/60/EC of the European Parliament of the Council of the 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy official journal L 327 22/12/2000: 1–73.

The ecological system of lakes Naroch. 1985. Science, Minsk: 302 p. [In Russian].

Federal law from 10.01.2002. № 7-FL “On Environmental Protection”. 31p.

Finogenova N.P., Golubkov S.M., Panov V.E., Balushkina E.V., Pankratova V.Ya. 1987. Macrobenthos. Hydrobiological studies of the Neva Bay. *Proceedings of the ZIN RAS*, **151:** 111–121. [In Russian].

Finogenova N.P., Slepukhina T.D., Golubkov S.M., Balushkina E.V., Starobogatov Ya.I., Barbashova M.A. 1999. Composition and quantitaive indices of benthic invertebrates. In: Rumiancev V.A. & Drabkova V.G. (Eds.). Gulf of Finland under conditions of anthropogenic impact. Institute of Limnology RAS, Saint-Petersburg: 189–211. [In Russian].

Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. 1992. Edited by D.M.Rosenberg and V.H.Resh. New York, London: 488 p.

Ivanova M.B. 1990. About zooplankton of hypersaline lakes. *Hydrobiol. Journ.,* **26**(5): 39. [In Russian].

Golubkov M.S. 2009. Primary production of the Neva estuary at the turn of the XX–XXI century. *Inland water biology*, **4**: 20–26.

Golubkov S.M., Golubkov M.S. 2008. Formation of ecological regime with dominated by macroalgae of periphyton in shallow salt lakes: the role of climatic and biotic factors. Thesises collection. Internationale scientific and practical conference. ZIN RAS, Saint-Petersburg: 102–105.

Golubkov S.M., Balushkina E.V., Golubkov M.S., Litvinchuk L.F. 2012. Functioning, biodiversity and bioresources of ecosystems of shallow saline lakes In: Alimov A.F., Golubkov S.M. (Eds.). *Dynamics of biodiversity and bioresources of the Inland waters*. Nauka, Saint-Petersburg: 101–112. [In Russian].

Golubkov S., Balushkina E., Golubkov M., Litvinchuk L., Gubelit Y. 2006. Biodiversity-productivity relationships in the ecosystems of salt lakes. *Proceedings of the ZIN RAS*, **310**: 67–74.

Golubkov S.M., Balushkina E.V., Rybalko A.E. Berezina N.A., Maximov A.A., Gubelit Yu.I., Golubkov M.S. 2011. Quality of water and bottom deposits in the Russian part of the Gulf of Finland by hydrobiological indices. Thesises collection. X International Environmental Forum “Baltic Sea Day”. Color-Print, Saint-Petersburg: 311–312.

Golubkov S.*, Kemp R., l Golubkov M., Balushkina E., Litvinchuk L., Gubelit Y. 2007. Biodiversity and the functioning of hypersaline lake ecosystems from Crimea Peninsula (Black Sea). *Fundamental and Applied Limnology. Archiv fur Hydrobiologie*, **169**(1): 79–87.

Graham T.R. 1965. Ann. Rept. lothias river purifikation board for 1965 (Цит. по Макрушин А.В., 1974).

Ivanova M.B., Balushkina E.V., Basova S.L. 1994. Structural-fuctional reorganization of ecosystem of hypehaline lake Saki (Crimea) at increased salinity. *Russian Journal of Aquatic Ecology,* **3**(2): 111–126.

Ivanova M.B., Svistunova T.I. 1989. Development of populations of *Artemia salina* L. in the eastern basin of Lake Saki and the role of these crustaceans in the formation of of medical mud. *Proceedings of the ZIN AS of USSR,* Leningrad, **196**: 122–133. [In Russian].

Kitaev S.P. 1984. Ecological bases of bio-productivity of lakes of different natural zones. Nauka, Moscov: 207 p. [In Russian].

Newsletter N10. 2008. FGU NPP on Marine and Exploration "SEVMORGEO", Saint-Petersburg: 51p.

Perfil'ev B.V. 1925. On the question of the rational economy of mud. Publisher Main. Recreation Department, Moscov: 30 p. [In Russian].

Perfil'ev B.V. 1926. Conclusions hydrobiological excursions on the lake Saki in September 1925. *Kurortnoe Delo*, **2**: 1–24. [In Russian].

Reice S.R., Wohlenberg M. 1992. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem heals. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, London: 287–305.

The report of North Fish Research Institute. 1981. To assess the state of fish stocks in the waters of the Arkhangelsk region: 78 p. [In Russian].

Sterligova O.P., Bushman L.G., Pavlovsky S.A., Komulainen S.F. 1991. Changes in ecosystem of Syamozero under the influence of anthropogenic factors. Anthropogenic changes of small Lakes ecosystems. Nauka, Saint-Petersburg: 341–344. [In Russian].

Trifonova I.S. 1990. Ecology and succession of lakes phytoplankton. Nauka, Leningrad: 179 p. [In Russian].

Vareshi E. 1982. The ecology of L. Nakuru (Kenya). III. Abiotic factors and primary production. *Oecologia*, Berlin, **55**: 81–101.

Vareschi E. 1987. Saline lake ecosystems. *Ecological Studies*, **61**: 347–364.

Vareshi E., Jacobs J. 1984. The ecology of L. Nakuru (Kenya). V. Production and consumption of aquatic organisms. *Oecologia*, **61**: 83–98.

Williams W.D. 1998a. Guidelines of lake management. Management of inland saline waters. Int. lake Environment Committee, United Nations Environment Programm, **6**. 108 p.

Williams W.D., 1998b. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, **381**: 191–201.

Winberg G.G. 1934. The experience of studying fotosintezis and respiration in the water mass of the lake: the question of the balance of organic matter. Message 1. *Proceedings of Limnological Station in Kosino*, **18**: 5–24. [In Russian].

Winberg G.G. 1972. Studies of the biological balance of energy and biological productivity of lakes in the Soviet Union. *Ecologija*, **4**: 5–18. [In Russian].

Winberg G.G. 1980. General characteristics of freshwater ecosystems based on Soviet IBP studies. The functioning of freshwater ecosystems. London, New-York: 481–491.

Представлена 20 января 2016; принята 10 июня 2016.